

研究论文

MUCT 工艺处理实际生活污水实现亚硝酸盐型硝化

曾 薇<sup>1</sup>, 王向东<sup>1</sup>, 张立东<sup>2</sup>, 李博晓<sup>1</sup>, 彭永臻<sup>1</sup>

(<sup>1</sup> 北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100124; <sup>2</sup> 北京工业大学建筑勘察设计院, 北京 100124)

**摘要:** 采用 MUCT 工艺处理低 C/N 比实际城市生活污水, 研究在连续流工艺中实现亚硝酸盐型硝化的调控措施。试验在常温下共进行了 121 d, 结果表明: 经过 87 d 的启动期, 最终在水力停留时间 (HRT) 8h, 溶解氧浓度 (DO) 0.3~0.5 mg·L<sup>-1</sup>, 污泥回流比 80%, 缺氧回流比 120%, 硝化液回流比 300% 的条件下, 成功启动了短程硝化, 并稳定维持了 35 d。短程硝化期间, 好氧区亚硝酸盐积累率平均 62%, 最高达到 80%; 氨氮去除率 65%, 最高达 87%。短程硝化影响因素的分析表明: pH 值, 游离氨 (FA), 游离亚硝酸 (FNA) 对本试验短程硝化无影响; 温度和污泥停留时间 (SRT) 影响较小; HRT 和 DO 是短程硝化实现的控制因素。荧光原位杂交 (fluorescence in situ hybridization, FISH) 试验结果表明: 当系统由全程硝化状态转为短程硝化状态后, 氨氧化细菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB) 的比例明显提高, 最高达到 9.3%; 亚硝酸盐氧化细菌 (nitrite oxidizing bacteria, NOB) 以 *Nitrospira* 为主, 其所占比例明显下降。

**关键词:** MUCT; 生活污水; 短程硝化; 氨氧化细菌; 亚硝酸盐氧化菌; 荧光原位杂交

DOI: 10.3969/j.issn.0438-1157.2012.04.029

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0438-1157 (2012) 04-1195-09

Nitrogen removal *via* nitrite pathway from domestic wastewater  
in a modified MUCT process

ZENG Wei<sup>1</sup>, WANG Xiangdong<sup>1</sup>, ZHANG Lidong<sup>2</sup>, LI Boxiao<sup>1</sup>, PENG Yongzhen<sup>1</sup>

(<sup>1</sup> College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China;

<sup>2</sup> Institute of Architectural Exploration and Design, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

**Abstract:** Nitrogen removal *via* nitrite pathway was investigated in a lab-scale modified University of Cape Town (MUCT) process treating real domestic wastewater with low C/N ratio. The experimental results of 121 d showed that nitrification was achieved at hydraulic retention time (HRT) of 8 h, dissolved oxygen (DO) of 0.3~0.5 mg·L<sup>-1</sup>, sludge recycle ratio of 80%, anoxic recycle ratio of 120% and internal recycle ratio of 300% after startup period of 87 d. Nitrification was stabilized for 35 d with an average nitrite accumulation rate (NAR) of 62%, the highest NAR up to 80%, average ammonia removal efficiency of 65% and the highest of 87%. Mechanisms of nitrification indicated that the low DO concentrations and short HRT were really important to nitrification, whereas pH, free ammonia (FA) and free nitrous acid (FNA) had no effect on nitrification. And temperature and sludge retention time (SRT) possibly had a slightly positive effect on nitrification. The fluorescence *in situ* hybridization (FISH) assays demonstrated that the percentage of ammonia oxidizing bacteria (AOB) in biomass increased when the performance of MUCT reactor was converted from complete nitrification to nitrification, and the highest AOB percentage

2011-09-05 收到初稿, 2011-12-05 收到修改稿。

联系人: 彭永臻。第一作者: 曾薇 (1974—), 女, 教授。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50878005); 北京市自然科学基金项目 (8102005); 霍英东教育基金会高等院校青年教师基金 (121076)。

Received date: 2011-09-15.

Corresponding author: Prof. PENG Yongzhen, pyz@bjut.edu.cn

Foundation item: supported by the National Natural Science Foundation of China (50878005).

was up to 9.3%. Meanwhile, the percentage of nitrite oxidizing bacteria (NOB) decreased, and NOB were phylogenetically related to *Nitrospira*. Nitrogen removal *via* nitrite pathway saves the aeration costs and external carbon sources as compared to nitrate pathway. For the treatment of domestic wastewater, nitrification and denitrification are highly beneficial because the organic carbon source in it is typically limited.

**Key words:** MUCT; domestic wastewater; nitrification; ammonia oxidizing bacteria; nitrite oxidizing bacteria; fluorescence *in situ* hybridization

## 引 言

污水生物脱氮包括硝化和反硝化两个过程<sup>[1]</sup>。硝化过程又由两个阶段组成:氨氧化细菌(ammonium oxidizing bacteria, AOB)将 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 的亚硝化阶段<sup>[1]</sup>和亚硝酸盐氧化细菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)将 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 的硝化阶段<sup>[2-3]</sup>。反硝化过程是异养菌在缺氧条件下将 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 和 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 还原为氮气。近年来短程脱氮成为污水生物处理领域的研究热点<sup>[4-6]</sup>,其定义为将硝化反应控制在亚硝化阶段,获得稳定的亚硝态氮积累,然后将 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 还原为氮气<sup>[7]</sup>。与传统生物脱氮相比,短程脱氮由于反应历程的缩短,在理论上可减少25%硝化需氧量、40%反硝化碳源、50%污泥产量和反硝化池容积<sup>[8-10]</sup>。对于低C/N比污水的处理,短程脱氮更具有实用价值。

已有研究表明,实现短程硝化的主要控制因素有:pH值<sup>[11]</sup>、溶解氧浓度(DO)<sup>[12]</sup>、温度<sup>[13]</sup>、污泥停留时间(SRT)<sup>[14]</sup>、游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)抑制<sup>[15-16]</sup>、投加抑制剂(如NaCl)<sup>[17]</sup>等。这些控制方法都是根据硝化系统内AOB和NOB的生理差异,强化AOB的代谢活性并增加其相对数量,使AOB成为优势硝化菌群,从而使氨氧化速率( $\text{NH}_4^+-\text{N} \rightarrow \text{NO}_2^--\text{N}$ )大于亚硝态氮氧化速率( $\text{NO}_2^--\text{N} \rightarrow \text{NO}_3^--\text{N}$ )<sup>[17]</sup>,将硝化反应控制在亚硝化阶段。但这些研究多集中在间歇式的SBR系统<sup>[12]</sup>和高温<sup>[14]</sup>、高氨氮废水<sup>[1]</sup>的处理。连续流的MUCT工艺是在传统 $\text{A}^2\text{O}$ 工艺基础上的一种改进,由于将带有硝态氮的污泥回流至缺氧区,消除了高浓度的硝态氮对厌氧释磷的影响,在脱氮的同时保证了磷的去除。因此,MUCT工艺是氮、磷排放标准较为严格的污水处理的理想工艺。虽然已有关于连续流AO<sup>[18]</sup>和 $\text{A}^2\text{O}$ <sup>[19]</sup>工艺短程脱氮的研究报道,但有关MUCT工艺处理实际

生活污水短程脱氮的研究较少。由于MUCT工艺要兼顾除磷效果,其实现短程脱氮难度更大。

本研究采用MUCT工艺处理低C/N比实际城市生活污水,考察在连续流脱氮除磷工艺中实现短程脱氮的调控措施,并采用荧光原位杂交方法(fluorescence *in situ* hybridization, FISH)对系统中的硝化菌群AOB和NOB进行定量分析,建立硝化菌群动态变化与工艺运行之间的相关关系。

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验装置

MUCT工艺试验装置如图1所示。反应区域由合建式的主反应区和二沉池组成,主反应区体积70 L。试验期间主反应区分为7个格室,其中第一格室为厌氧区,第二格室为缺氧1区,第三、四格室为缺氧2区,第五、六、七格室为好氧区。厌氧区、缺氧1区、缺氧2区 and 好氧区体积比为1:1:2:3。在上述4个反应区采用电动搅拌器使泥水充分混合。好氧反应区底部采用微孔曝气供氧。二沉池体积24 L,采用中间进水周边出水的辐流式二沉池。

试验用生活污水全部进入厌氧区。回流污泥至缺氧1区第一格室,其回流比为 $R_1$ ;污泥和厌氧出水反应之后的混合液回流至厌氧区,其回流比为 $R_2$ ;好氧区最后一个格室的硝化混合液回流至缺氧2区第一格室,其回流比为 $R_3$ 。试验期间进水,回流污泥,两个内循环的流量调节均由蠕动泵控制。

### 1.2 试验用水和污泥

试验用水取自某生活小区化粪池的实际生活污水,各项水质指标见表1。从表中可以看出,试验所采用的生活污水为典型的低C/N比的城市生活污水。平均C/N值仅为2,最低甚至达到0.86。接种污泥取自北京市某城市污水处理厂二沉池回流

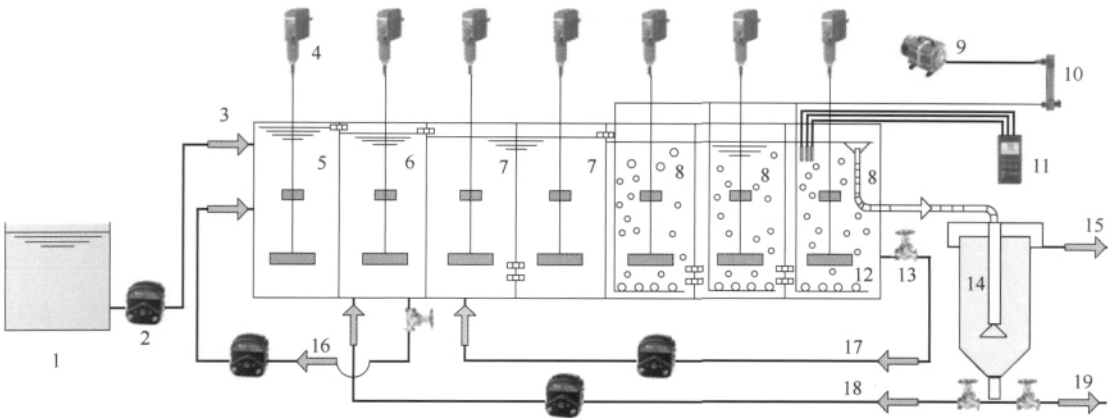


图 1 MUCT 工艺实验装置

Fig. 1 Schematic diagram of MUCT process

1—wastewater tank; 2—pump; 3—influent; 4—mixer; 5—anaerobic zone; 6—the first anoxic zone; 7—the second anoxic zone; 8—aerobic zone; 9—air pump; 10—airflow meter; 11—DO meter; 12—air diffuser; 13—valve; 14—settler; 15—effluent; 16—anoxic recycle; 17—nitrate recycle; 18—sludge recycle; 19—waste sludge

表 1 原水水质

Table 1 Characteristics of raw wastewater

| Contents                                             | Range       | Average |
|------------------------------------------------------|-------------|---------|
| COD/mg · L <sup>-1</sup>                             | 88.77—219.3 | 144.8   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/mg · L <sup>-1</sup> | 53.98—98.76 | 70.29   |
| P/mg · L <sup>-1</sup>                               | 1.69—11.38  | 5.39    |
| C/N                                                  | 0.86—3.38   | 2.07    |
| pH                                                   | 7.13—7.42   | 7.31    |

污泥，属全程硝化污泥，硝化性能良好。

1.3 分析测定方法

水样经 0.45μm 中性滤纸过滤后按照标准方法测定 COD、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N<sup>[20]</sup>。DO 和 pH 值的检测采用德国 WTW-Multi-340i 便携式在线测定仪。定义亚硝态氮积累率 (nitrite accumulation rate, NAR) 如下

$$NAR = \frac{C(NO_2^- - N)}{C(NO_2^- - N) + C(NO_3^- - N)} \times 100\% \quad (1)$$

式中，C(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N) 和 C(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) 定义为好氧区最后一个格室出水的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度，mg · L<sup>-1</sup>。

并定义好氧区实际水力停留时间 AHRT (O)，表达好氧区的真实水力状态，公式如下

$$AHRT(O) = \frac{1}{1 + R_1 + R_3} HRT(O) = \frac{V_0}{Q(1 + R_1 + R_3)} \quad (2)$$

式中 HRT(O) 是好氧区的名义水力停留时间，h；AHRT(O) 是指好氧区的实际水力停留时间，h；V<sub>0</sub> 为好氧区的体积，L；Q 为进水流量，L · h<sup>-1</sup>。

1.4 FISH 及寡核苷酸探针

采用 Amann<sup>[21]</sup> 的方法进行 FISH 分析。4℃ 下，采用 4% 多聚甲醛 (PFA) 对污泥样品固定 2~3 h。固定后的污泥样品用 100 W 的超声破碎机、50% 强度超声 4 min，将样品涂布在凝胶包被过的载玻片上，放入 50%、80% 和 98% 的乙醇溶液中分别脱水 3 min。将荧光标记的 FISH 探针溶解于杂交缓冲液中 [组分包括 0.9 mol · L<sup>-1</sup> NaCl、20 mmol · L<sup>-1</sup> Tris/HCl、0.01% SDS 和甲酰胺 (甲酰胺 FA 浓度见表 2)]。探针涂在玻片上后于 46℃ 杂交 2 h，所采用的寡核苷酸探针列于表 2 中。杂交结束后采用洗脱缓冲液在 48℃ 下清洗 18 min，干燥后涂上抗荧光衰减剂置于荧光显微镜下观察并拍照。每个污泥样品随机选取 20 个视野拍照并采用软件进行定量分析。荧光显微镜型号为 OLYMPUS BX61，定量分析及图片合成采用软件 Image-Pro Plus 6.0。

表 2 FISH 分析采用的寡核苷酸探针

Table 2 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes used in FISH analysis

| Probe    | Formamide/% | Fluorochrome-labeled | Specificity                                  |
|----------|-------------|----------------------|----------------------------------------------|
| EUB-mix  | —           | FITC                 | <i>Eubacteria</i>                            |
| NSO1225  | 35          | Cy3                  | ammonia-oxidizing<br><i>β-Proteobacteria</i> |
| NIT3     | 40          | Cy3                  | <i>Nitrobacteria</i>                         |
| Ntspa662 | 35          | Cy3                  | <i>Nitrospira</i>                            |

Note: EUB-mix is an equimolar mixture of probes EUB338, EUB338-II and EUB338-III.

表 3 MUCT 工艺处理实际生活污水实现短程硝化的试验方案

Table 3 Scheme of experiments for short-cut nitrification in MUCT process treating domestic wastewater

| Stage        | Influent flow rate/L · h <sup>-1</sup> | HRT/h | Aerobic AHRT/h | R <sub>1</sub> /% | R <sub>2</sub> /% | R <sub>3</sub> /% | SRT/d |
|--------------|----------------------------------------|-------|----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------|
| I (1—14d)    | 5.83                                   | 12    | 1.29           | 100               | 100               | 200               | 10—15 |
| II (15—42d)  | 5                                      | 14    | 1.33           | 100               | 100               | 250               | 25±5  |
| III (43—57d) | 6.67                                   | 10.5  | 0.90           | 100               | 100               | 300               | 25±5  |
| IV (58—86d)  | 8.75                                   | 8     | 0.69           | 100               | 120               | 300               | 25±5  |
| V (87—121d)  | 8.75                                   | 8     | 0.71           | 80                | 120               | 300               | 25±5  |

### 1.5 试验方案

试验分为 5 个阶段，每个阶段的运行参数如表 3 所示。由于试验期间（北京，5~9 月）实验室自然水温一直稳定维持在 23~28℃，没有对水温严格控制。好氧区采用低氧曝气方式运行，试验期间 DO 稳定控制在 0.3~0.5 mg · L<sup>-1</sup>；厌氧区和两个缺氧区均采用搅拌方式运行，DO 浓度均为 0。通过改变进水流量和调节各回流比控制各区实际水力停留时间。通过从二沉池底部排泥控制系统污泥停留时间（sludge retention time, SRT），反应器内污泥浓度（mixed liquor suspended solid, MLSS）维持在 2000~4000 mg · L<sup>-1</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 MUCT 工艺短程的实现

试验分 5 个阶段进行，试验期间好氧区出水的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和亚硝酸盐氮积累率变化情况如图 2 所示。进出水氨氮浓度及氨氮去除率的变化如图 3 所示。由于试验期间实际水力停留时间 AHRT、污泥停留时间 SRT 的变化导致系统污泥浓度 MLSS 的变化较大，MUCT 工艺中 MLSS 和 SVI 变化情况如图 4 所示。

第 I 阶段（适应期）如图 2 阶段 I 所示，城市污水处理厂二沉池污泥进入实验室 MUCT 反应器运行后，在很短的时间内出现亚硝酸盐氮积累率

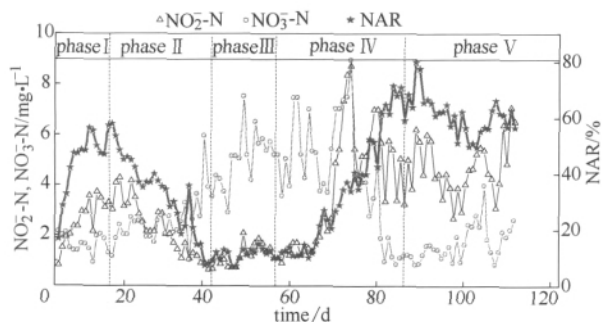


图 2 MUCT 工艺中亚硝酸盐氮积累率变化情况

Fig. 2 Variations of nitrite accumulation rates in MUCT process

(NAR) 的快速上升，甚至超过 50%，但该阶段氨氮平均去除率较低，只有 37.4%（图 3）。造成本阶段亚硝酸盐氮积累率快速上升的原因可能有以下 3 点。① 总水力停留时间 HRT 和好氧 AHRT 的缩短：此阶段 MUCT 反应器的 HRT 为 12 h，好氧 AHRT 为 1.29 h，均低于取泥的城市污水处理厂的水力停留时间。较短的 AHRT，尤其是好氧 AHRT 的缩短有利于 AOB 将氨氮氧化为亚硝态氮，却抑制了 NOB 将亚硝态氮进一步氧化为硝态氮<sup>[22-23]</sup>。② 污泥停留时间 SRT 的降低：系统初始污泥浓度 MLSS 达到 5400 mg · L<sup>-1</sup>，通过每天定量排泥使 SRT 维持在 10~15 d，低于城市污水处理厂的 SRT。③ 处理水质的变化：试验采用的生活污水的氨氮平均浓度为 70 mg · L<sup>-1</sup>，最高时接近 100 mg · L<sup>-1</sup>，普遍高于城市污水的氨氮浓度。而且好氧 AHRT 的缩短进一步加大了 MUCT 反应器的氨氮负荷，有利于 AOB 的增殖。由于这些因素，系统短暂出现了 NOB 的“淘洗”或抑制，并伴随 AOB 相对数量的富集，亚硝酸盐氮积累率迅速上升。然而，此阶段较短 SRT 运行导致污泥产率较低，系统中污泥浓度逐渐下降，第 13 d 时已降为 4000 mg · L<sup>-1</sup>（图 4），如果继续下降将不利于系统的稳定运行。

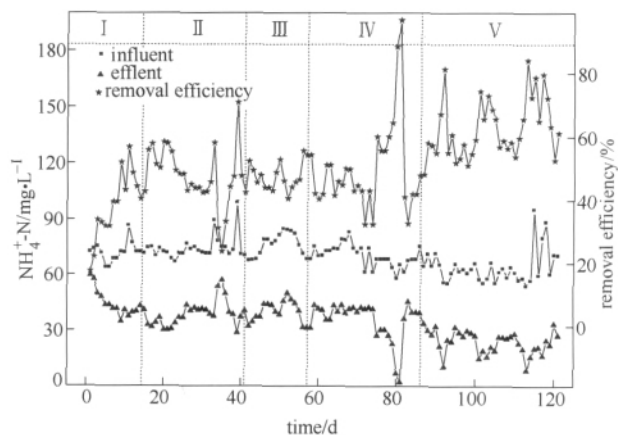


图 3 MUCT 工艺中氨氮变化情况

Fig. 3 Variations of ammonia in MUCT process

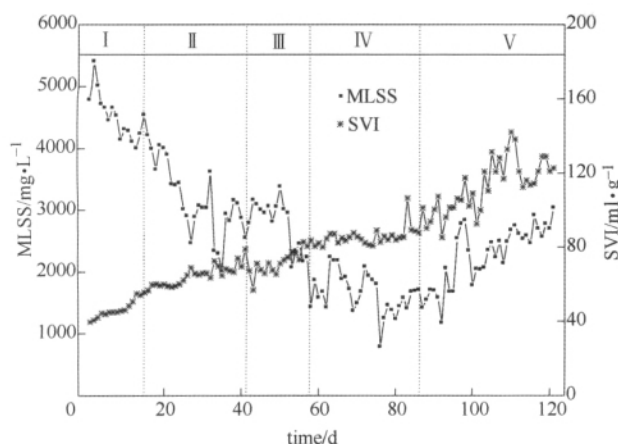


图4 MUCT 工艺中 MLSS 和 SVI 变化情况

Fig. 4 Variations of MLSS and SVI in MUCT process

第Ⅱ阶段(亚硝酸盐积累率下降期) 如图2阶段Ⅱ所示,该阶段出现了亚硝酸盐积累率的下降,其主要原因是为提高氨氮去除率及维持稳定的污泥浓度而延长了系统的HRT和SRT。该阶段系统HRT增加到14h, SRT也调整到 $(25 \pm 5)$  d。为提高总氮去除率,本阶段好氧硝化液的回流比由200%增加到250%(表3)。上述原因造成了亚硝酸盐积累率迅速下降, NAR由第Ⅰ阶段最高的57%下降到第Ⅱ阶段最低的7.3%。尽管低DO会抑制 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的氧化速率,但较长的HRT为NOB氧化 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 至 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 提供了充足的时间。经过本阶段25d的运行,系统已完全转化为全程硝化状态。较长的HRT使本阶段氨氮去除率提高,平均氨氮去除率为47%,最高达到71%(图3)。

第Ⅲ阶段(全程硝化期) 如图2阶段Ⅲ所示,在阶段Ⅱ运行的基础上该阶段仍维持在全程硝化状态,亚硝酸盐积累率平均只有11.3%。该阶段时间较短,作为过渡阶段仅持续两周。本阶段氨氮去除率较上一阶段下降明显,平均仅32%(图3)。这是由于为提高亚硝态氮积累率,将HRT缩短为10.5h,并且提高硝化液回流比至300%。但是本阶段MLSS逐步稳定在 $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图4),标志着系统进入了稳定运行期,为下一阶段进一步提高亚硝酸盐积累率奠定基础。

第Ⅳ阶段(亚硝酸盐积累率上升期) 如图2阶段Ⅳ所示,通过控制运行条件,亚硝酸盐积累率逐渐升高,由第Ⅲ阶段最低的7%提高至本阶段末期的62%。氨氮去除率平均为51%,末期达到57.3%,相对于第Ⅲ阶段有所提高(图3)。该阶段HRT进一步缩短到8h(表3)。厌氧区的进水

由两部分组成:一部分是原水,另一部分是缺氧1区的回流液。如果污泥回流不畅很容易造成缺氧1区污泥浓度下降,进而减少回流到厌氧区的污泥量,同时进水的稀释作用会进一步降低厌氧区污泥浓度。为维持厌氧区污泥浓度稳定,缺氧1区回流比 $R_2$ 要大于污泥回流比 $R_1$ ,调整 $R_2$ 为120%。该阶段污泥浓度维持在 $1600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图4),仍然相对较低。系统调整后,亚硝酸盐积累率并没有立即上升,而是经过了大约两周的低NAR期,直到第70d亚硝酸盐积累率才开始明显升高。亚硝酸盐积累率的上升相对于系统运行条件的调整有一定的滞后性,说明AOB需要足够的运行时间才能取得代谢活性和数量上的竞争优势。较短的HRT没有造成氨氮去除率的下降,反而由于AOB竞争优势的加强提高了氨氮去除率。

第Ⅴ阶段(短程硝化稳定期) 如图2阶段Ⅴ所示,该阶段维持了稳定的短程硝化,亚硝酸盐积累率平均为62%,最高达到80%。氨氮去除率平均为65%,最高达到87%(图3)。该阶段缺氧1区回流比 $R_2$ 仍然控制在120%,污泥回流比 $R_1$ 降低到80%。增大 $R_1$ 和 $R_2$ 的差值有利于稳定维持厌氧区污泥浓度,保证系统的除磷性能。该阶段回流比调整幅度较小,对系统内部各区的水力停留时间HRT影响较小,例如:好氧HRT由第Ⅳ阶段的3.44h变为第Ⅴ阶段的3.65h。本阶段亚硝酸盐积累率基本维持在60%以上,系统实现了稳定的短程硝化。

上述5个阶段的运行表明:为实现短程脱氮,采用低溶解氧和短水力停留时间的运行方式,从而导致氨氮去除率较低。待短程硝化稳定之后,可适当延长HRT并小幅度增加DO浓度以提高系统氨氮和总氮去除率。运行期间系统磷的去除情况如图5所示。结合图2和图5,可以看出:全程硝化时期系统对磷的去除率略低,短程硝化时期系统对磷有较高的去除率。第Ⅲ阶段全程硝化期磷去除率低于第Ⅴ阶段短程硝化期,原因是短程硝化相对于全程硝化节约碳源,使得MUCT工艺处理低C/N比生活污水时能够提供更多的碳源用于除磷。

## 2.2 DO和HRT对短程硝化的控制作用

已有研究表明影响短程硝化实现的因素有:pH值、DO<sup>[12]</sup>、温度<sup>[13]</sup>、SRT<sup>[14]</sup>、HRT<sup>[19]</sup>、游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)抑制<sup>[15-16]</sup>、投加抑制剂(如NaCl)<sup>[17-18]</sup>等。上述因素对本研究实

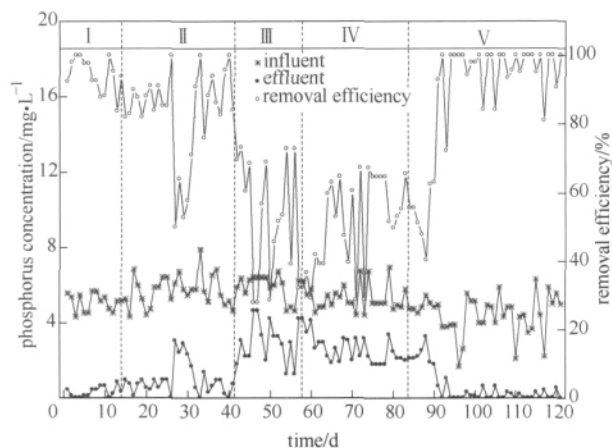


图 5 MUCT 工艺中磷变化情况

Fig. 5 Variations of P in MUCT process

现短程硝化的影响分析如下。

**pH 值、FA 和 FNA 抑制** pH 值对亚硝化反应的影响包括两方面：其一是 AOB 生长需要在合适的 pH 值环境合成必要的酶；其二是 pH 值对 FA 和 FNA 浓度影响较大，进而影响 AOB 的活性。Balmelle<sup>[24]</sup>认为，适合于 AOB 生长的最佳 pH 值约为 8.5，其生长和活性随 pH 值的减小而降低，如果 pH 值降到 6 以下，可能对硝化细菌造成直接的伤害<sup>[25]</sup>。本试验用水为实际生活污水，pH 值平均为 7.31，变化范围为 7.13~7.42，在此范围内两类硝化细菌 AOB 和 NOB 活性相当，不能作为亚硝酸盐积累的影响因素。游离氨（FA）是水中以分子态形式存在的氨，受 pH 影响较大。有报道证实 FA 对 AOB 和 NOB 抑制范围分别是 10~150 mg·L<sup>-1</sup>和 0.1~1.0 mg·L<sup>-1</sup><sup>[26]</sup>。而 Kim 等<sup>[27]</sup>认为 FA 为 0.7 mg·L<sup>-1</sup>时，系统中 NOB 氧化 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的活性降低 50%；而且研究表明 NOB 会逐渐适应较高浓度的 FA。本研究按 Anthonisen 等<sup>[26]</sup>的方法计算短程硝化期间 FA 值平均仅为 0.29 mg·L<sup>-1</sup>，处于较低水平，不能作为短程硝化实现的控制因素。Vadivelu 等<sup>[28]</sup>发现，FNA 对亚硝酸盐氧化过程具有选择性抑制作用。当 FNA 浓度为 0.1 mg HNO<sub>2</sub>-N·L<sup>-1</sup>时，亚硝化单胞菌的生长开始受到抑制，当 FNA 浓度为 0.4 mg HNO<sub>2</sub>-N·L<sup>-1</sup>时发生完全抑制；而 FNA 浓度为 0.011 mg HNO<sub>2</sub>-N·L<sup>-1</sup>时，亚硝酸盐氧化菌的合成代谢开始受到抑制，当 FNA 浓度为 0.023 mg HNO<sub>2</sub>-N·L<sup>-1</sup>时发生完全抑制。本研究按照 Zhou 等<sup>[29]</sup>的方法计算短程硝化期间 FNA 的最大值仅为 0.00065 mg·L<sup>-1</sup>，远低于 Vadivelu 等报

道的抑制浓度，所以 FNA 抑制不是本系统实现短程硝化的控制因素。pH 值平均为 7.31，变化范围为 7.13~7.42，均适合 AOB 和 NOB 两类菌生长，同时也有反硝化产生碱度中和硝化产生的酸度的结果。

**固体停留时间（SRT）** AOB 世代周期较 NOB 略短，大于 14℃ 环境中两者分别为 8~36 h 和 12~59 h<sup>[14]</sup>。荷兰 Delft University of Technology 开发的 SHARON 工艺便是应用较高温度（30~35℃）、1.5 d 污泥龄实现短程脱氮的成功范例<sup>[30]</sup>。在悬浮生长处理系统中，控制 SRT 介于 AOB 和 NOB 所需泥龄之间，NOB 将被逐渐淘洗掉，使 AOB 成为优势硝化菌群，形成亚硝酸盐型硝化。无论采取哪一种控制方法，最终结果都是通过排放剩余污泥，即 SRT 的控制达到从系统中淘汰 NOB 的目的。本试验控制 SRT 为 (25±5) d。尽管在该污泥龄下 AOB 与 NOB 都能够正常增殖，但通过其他运行条件的调控抑制 NOB 的活性，最终仍然可以通过排泥淘洗 NOB。因此，SRT 控制虽然不是本研究实现短程硝化的直接原因，但具有间接的促进作用。

**温度** 活性污泥硝化作用在 4~45℃ 均可进行，但 AOB 与 NOB 生长的最适温度并不相同。Hellenga 等<sup>[30]</sup>认为，实现与维持短程硝化的最佳温度是 30~35℃。Balmelle<sup>[24]</sup>与 Yoo 等<sup>[31]</sup>的研究表明，实现短程硝化的最佳温度为 22~27℃。多数研究者都认为高温（30~35℃）时 AOB 的生长速率高于 NOB，有助于实现并维持短程硝化。本研究试验期间实际水温在 23~28℃，可以认为此温度范围对亚硝酸盐型硝化有积极影响，但不是主要控制因素。

**溶解氧（DO）** 已有研究报道 AOB 的氧半饱和和常数为 0.25~0.6 mg·L<sup>-1</sup>，NOB 的氧半饱和和常数为 0.72~2.2 mg·L<sup>-1</sup><sup>[32-33]</sup>，均证实了 AOB 的氧半饱和和常数低于 NOB，说明 AOB 对溶解氧具有更强的亲和力，低溶解氧下 AOB 比 NOB 具有更强的竞争优势<sup>[34]</sup>。一般认为，DO 浓度控制在 0.5~1.0 mg·L<sup>-1</sup>之间有利于实现亚硝酸盐积累，并达到节省曝气能耗的作用<sup>[23,35-36]</sup>。本研究控制 DO 浓度在 0.3~0.5 mg·L<sup>-1</sup>的较低水平，该值接近于 AOB 的氧半饱和和常数，低于 NOB 的氧半饱和和常数，长期运行则会使 NOB 的活性逐渐受抑制而被淘汰，AOB 成为优势菌群。因此，低 DO 控

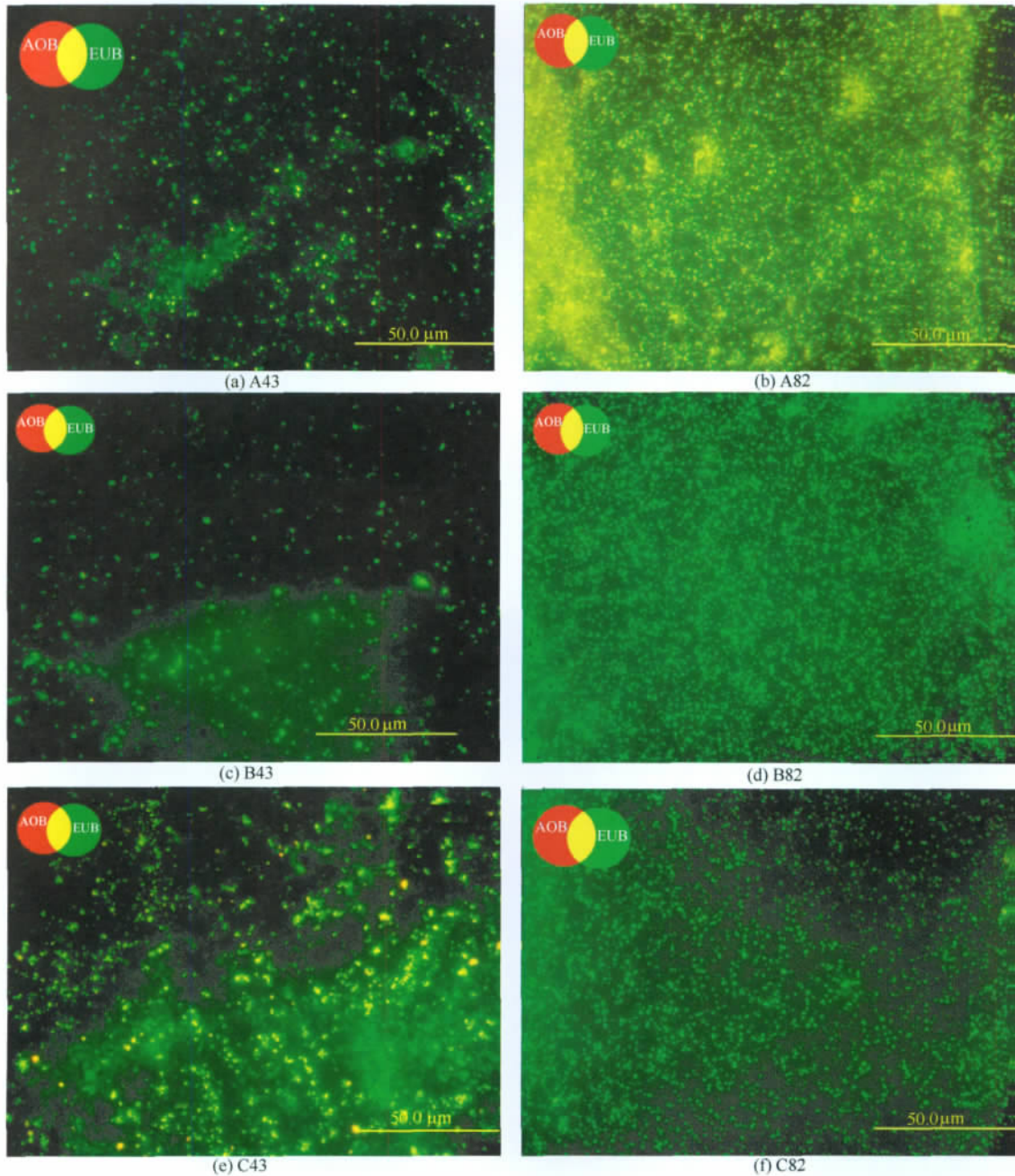


图 6 第 43 d 和第 82 d AOB 和 NOB 的 FISH 检测结果对比

Fig 6 FISH results of 43rd d and 82nd d for AOB and NOB (FITC labeled EUB<sub>mix</sub> target for Eubacteria; A—Cy3 labeled NSO1225 target for Ammonia-oxidizing  $\beta$ -Proteobacteria; B—Cy3 labeled NIT3 target for Nitrobacteria; C—Cy3 labeled Ntspa662 target for Nitrospira)

制是本研究实现短程硝化的主要因素之一。

水力停留时间 (HRT) 已有研究表明较长的好氧 HRT 不利于短程硝化的实现并稳定维持<sup>[18,23]</sup>。这是因为较长的好氧 HRT 促使 NOB 将系统内积累的亚硝酸盐进一步氧化为硝酸盐, 为其提供充足的反应时间; 与此同时, HRT 的延长降低了氨氮负荷, 不利于 AOB 的增殖。本研究从阶

段Ⅲ开始缩短好氧 HRT, 并联合低 DO 控制, NAR 逐渐升高并稳定维持。

综上所述, 可以认为 pH 值、FA 和 FNA 对本试验短程硝化的实现无影响; 温度和 SRT 影响较小; HRT 和 DO 是短程硝化实现的控制因素。

### 2.3 硝化菌群的 FISH 定量分析

试验期间分别于第 1 d、第 43 d、第 82 d 从好

氧区出水口取污泥样品进行 FISH 定量分析, 观察 AOB 和 NOB 菌群数量的动态变化。第 43 d 和第 82 d 的 FISH 定量的代表性照片如图 6 所示。第 1 d 的接种污泥为全程硝化污泥, AOB 占总菌群数的 3.4%, NOB 中 *Nitrobacteria* 未检出, 而 *Nitrospira* 占总菌群的 7.7%。第 43 d 的污泥仍然是全程硝化污泥, AOB 在总菌群中比例为 4.2% [图 6(a)], *Nitrobacteria* 占总菌群的 0.3% [图 6(c)], *Nitrospira* 比例上升到 8.1% [图 6(e)]。说明经过 43 d 的运行, 系统虽然仍处于全程硝化状态, 但硝化菌群 AOB 和 NOB 都得到了强化。第 82 d 的污泥为短程硝化污泥, 亚硝酸盐积累率 63%, AOB 占全菌的 9.3% [图 6(b)], *Nitrobacteria* 未检出 [图 6(d)], *Nitrospira* 占全菌的 3.5% [图 6(f)]。第 43 d 和第 82 d 污泥的定量结果表明: 当系统由全程硝化状态转为短程硝化状态后, AOB 的比例明显提高, NOB 中以 *Nitrospira* 为主, 其所占比例明显下降。从图 6 中还可以看出, 处理生活污水的系统中无论是 AOB 还是 NOB 个体都比较小。FISH 分析结果进一步证实了采用低 DO 和较短 HRT 控制可以成功地从系统中减少或淘汰 NOB, 强化 AOB 的竞争优势, 在处理生活污水的 MUCT 脱氮除磷系统中实现短程脱氮。

### 3 结 论

(1) 采用 MUCT 工艺处理低 C/N 比实际城市生活污水, 通过控制水力停留时间 (HRT) 8 h、溶解氧浓度 (DO)  $0.3 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、污泥回流比 80%、缺氧回流比 120% 和硝化液回流比 300% 成功启动并稳定维持短程硝化, 亚硝酸盐积累率平均 62%, 最高达到 80%; 氨氮去除率 65%, 最高达 87%。

(2) 短程硝化影响因素的分析表明: pH 值, 游离氨 (FA), 游离亚硝酸 (FNA) 对本试验短程硝化无影响; 温度和污泥停留时间 (SRT) 影响较小; HRT 和 DO 是短程硝化实现的控制因素。故低 DO 和较短的 HRT 协同控制可以作为 MUCT 系统短程硝化的调控措施。

(3) FISH 试验结果表明: 当系统由全程硝化状态转为短程硝化状态后, AOB 的比例明显提高, 最高达到 9.3%; NOB 以 *Nitrospira* 为主, 其所占比例明显下降。FISH 结果证实了采用低 DO 和较短 HRT 控制可以成功地从系统中减少或淘汰

NOB, 强化 AOB 的竞争优势, 在处理生活污水的 MUCT 脱氮除磷系统中实现短程脱氮。

### References

- [1] Peng Yongzhen (彭永臻), Sun Hongwei (孙洪伟), Yang Qing (杨庆). The biochemical reaction mechanism and kinetics of partial nitrification [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2008, 28 (5): 817-824
- [2] Rittmann B E, McCarty P L. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications* [M]. New York: McGraw-Hill, 2001: 470
- [3] Teske A, Alm E, Regan J M, Toze S, Rittmann B E, Stahl D A. Evolutionary relationship among ammonia and nitrite-oxidizing bacteria [J]. *J. Bacteriol.*, 1994, 176: 6623-6630
- [4] Para S, Bae W, Rittmann B E, Kim S, Chung J. Operation of suspended-growth shortcut biological nitrogen removal (SSBNR) based on the minimum/maximum substrate concentration [J]. *Water Research*, 2010, 44 (5): 1419-1428
- [5] Zekker I, Rikmann E, Tenno T, Menert A, Lemmiksoo V, Saluste A, Tenno T, Tomingas M. Modification of nitrifying biofilm into nitrifying one by combination of increased free ammonia concentrations, lowered HRT and dissolved oxygen concentration [J]. *Journal of Environmental Science*, 2011, 23 (7): 1113-1121
- [6] Li Dong (李冬), Tao Xiaoxiao (陶晓晓), Li Zhan (李占), Wang Jun'an (王俊安), Zhang Jie (张杰). Factors of the rapid startup for nitrosation in sequencing batch reactor [J]. *Environmental Science* (环境科学), 2011, 32 (8): 2317-2322
- [7] Liu Xiuhong (刘秀红), Wang Shuying (王淑莹), Gao Dawen (高大文), Yang Qing (杨庆), Wu Fansong (吴凡松). On-line monitoring of DO, ORP and pH to achieve and maintain shortcut nitrification and denitrification [J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control* (环境污染治理技术与设备), 2004, 12 (5): 7-10
- [8] Wang Rongjuan (王荣娟), Yang Zhaozhui (杨朝晖), Zeng Guangming (曾光明), Xu Zhengyong (徐峥勇), Huan Yong (浣勇), Liu Yousheng (刘有胜). Impact of different aeration strategies on start-up of short nitrification-anaerobic ammonia oxidation [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2007, 27 (11): 1809-1817
- [9] Slikkers A O, Derwort N, Gomez J L C, Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor [J]. *Wat. Res.*, 2002, 36 (10): 2475-2482
- [10] Terada A, Yamamoto Y, Igarashi R, Tsuneda S, Hirata A. Feasibility of a membrane aerated biofilm reactor to achieve controllable nitrification [J]. *Biochem. Engin. J.*, 2006, 28 (2): 123-130
- [11] Sun Hongwei (孙洪伟), Wang Shuying (王淑莹), Wei Dongyang (魏东洋), Shi Xiaoning (时晓宁), Zhang Shujun (张树军), Yang Qing (杨庆), Peng Yongzhen

- (彭永臻). The effect of pH on the kinetics of denitrification in nitrogen removal *via* nitrite from landfill leachate with high ammonia concentration [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*(环境科学学报), 2010, 30 (4): 742-748
- [12] Zhang Xiaoling (张小玲), Wang Zhiying (王志盈). Experimental study on influencing factors of short-cut nitrification at low DO concentration [J]. *Environmental Science & Technology*(环境科学与技术), 2011, 34 (1): 163-166
- [13] Blackburne R, Yuan Z, Keller J. Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor [J]. *Biodegradation*, 2008, 19 (2): 303-312
- [14] Van Kempen R, Mulder J W, Uijterlinde C A. Overview, full scale experience of the sharon process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 2001, 44 (1): 145-152
- [15] Park S, Bae W. Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid [J]. *Process Biochemistry*, 2009, 44 (2): 631-640
- [16] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z. Free ammonia and free nitrous acid inhibition the anabolic and catabolic processes of nitrosomonas and nitrobacter [J]. *Water Science and Technology*, 2007, 56 (7): 89-97
- [17] Yu Deshuang (于德爽), Peng Yongzhen (彭永臻), Song Xueqi (宋学起), Li Mei (李梅). Nitrogen removal from the sewage containing seawater *via* nitrite path way [J]. *Environmental Science*(环境科学), 2003, 24 (3): 49-55
- [18] Ma Y, Peng Y, Wang S, Yuan Z, Wang X. Achieving nitrogen removal *via* nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant [J]. *Water Research*, 2009, 43 (3): 563-572
- [19] Zeng Wei (曾薇), Li Lei (李磊), Yang Yingying (杨莹莹), Zhang Yue (张悦), Wang Shuying (王淑莹). Short-cut nitrification and denitrification in A<sup>2</sup>O process treating domestic wastewater [J]. *China Environmental Science*(中国环境科学), 2010, 30 (5): 625-632
- [20] American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [M]. 20th ed. Washington D C, USA: APHA, 1998
- [21] Amann R I. *In situ* identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes//Molecular Microbial Ecology Manual [M]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1995: 1-15
- [22] Li H, Yang M, Zhang Y, Yu T, Kamagata Y. Nitrification performance and microbial community dynamics in a submerged membrane bioreactor with complete sludge retention [J]. *Journal of Biotechnology*, 2006, 123 (1): 60-70
- [23] Zeng W, Li L, Yang Y, Wang S, Peng Y. Nitritation and denitrification of domestic wastewater using a continuous anaerobic-anoxic-aerobic (A<sup>2</sup>O) process at ambient temperatures [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101 (21): 8074-8082
- [24] Balmelle B. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes of water nitrification [J]. *Water Science and Technology*, 1992, 26 (5/6): 1017-1025
- [25] Alleman J, Schmidt I, Stuvén R. Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems [J]. *Water Science and Technology*, 1984, 17 (3): 409-416
- [26] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 1976, 48 (5): 835-852
- [27] Kim D J, Lee D I, Keller J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH [J]. *Bioresour. Technol.*, 2006, 97 (3): 459-468
- [28] Vadivelu V M, Kellur J, Yuan Z G. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration the anabolic and catabolic processes of and enriched *Nitrosomonas* culture [J]. *Biotechnol. Bioeng.*, 2006, 95 (5): 830-839
- [29] Zhou Y, Pijuan M, Yuan Z. Free nitrous acid inhibition anoxic phosphorus uptake and denitrification by polyphosphate accumulating organisms [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2007, 98 (4): 903-912
- [30] Hellings C, Schellen A A, Mulder J W. The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater [J]. *Wat. Sci. Technol.*, 1998, 37 (9): 135-142
- [31] Yoo K, Ahn K H, Lee H J, Lee K H, Kwak Y J, Song K G. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification *via* nitrite in an intermittently-aerated reactor [J]. *Wat. Res.*, 1999, 33 (1): 145-154
- [32] Hao X D, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. Sensitivity analysis of a biofilm model describing a one stage completely autotrophic nitrogen removal (CANON) process [J]. *Biotech. Bioeng.*, 2002, 77 (3): 265-277
- [33] Fux C, Bohler M, Huber P, Brunner I, Siegrist H. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 99 (3): 295-306
- [34] Guisasaola A, Jubany I, Baeza J A, Carrera J, Lafuente J. Respirometric estimation of the oxygen affinity constants for biological ammonium and nitrite oxidation [J]. *J. Chem. Tech. and Biotech.*, 2005, 80 (4): 388-396
- [35] Pollice A, Tandoi W, Lestingi C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. *Wat. Res.*, 2002, 36: 2541-2546
- [36] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. *Wat. Res.*, 2003, 37: 1371-1377